

Очищення води від нитрат-ионов методом витіснювальної біофільтрації здійснили в фільтруючому пристрої U- подібної форми. У ньому габаритна довжина фільтраційного шляху складала 2400 мм. Корпус пристрою був виготовлений з стандартних полівінілхлоридних труб з внутрішнім діаметром 100 мм, завдовжки 1500 мм, заглушеним дном і гідравлічною перемичкою, встановленою на відстані 50 мм від заглушеного дна. У верхній частині кожної з труб, що утворюють U- подібну конструкцію, на відстані 200 мм від їх відкритих верхніх торців були зроблені отвори і вмонтовані патрубки для подачі води на фільтрацію і відведення відфільтрованої води. Таким чином, у вхідному коліні біофільтруючого пристрою вода переміщалася в напрямку зверху-вниз, а у вихідному – знизу-вгору як показано на рис 1а.

Для мікробіологічної денітрифікації було застосовано фільтруюче завантаження з профільованих порожнистих поліпропіленових роликів з вирощеними на їх поверхні колоніями денітрифікуючих гетеротрофних бактерій. Калібр роликів завантаження складав 16 x 12 мм, площа поверхні у насипному виді - $1000 \text{ м}^2/\text{м}^3$, питомий об'єм вільного простору в фільтруючому дорівнював 0.75 м^3 на 1 м^3 насипного матеріалу.

На біологічну фільтрацію вода, що містила нітрати, подавалася з додаванням етанолу в співвідношенні $2,3 \text{ г C}_2\text{H}_5\text{OH}$ на $1 \text{ г NO}_3 - \text{N}$ [1]. Періодичну подачу заданих об'ємів вихідної води в біофільтр і синхронний відбір таких само об'ємів денітрифікованої води здійснювали в один і той же час щодоби. Отримані результати представлені на рис.1.б

Зміна режиму біологічної фільтрації з безперервно проточного на періодично витіснювальний, як показано на рис. 1б, забезпечує отримання наступних переваг:

- Відпадає необхідність створення за допомогою дорогих пристосувань безперервного повільного потоку води, що денітрифікується, через біофільтр.
- Споживач отримує можливість періодично подавати великі порції води на біофільтрацію і одночасно отримувати таку ж кількість денітрифікованої води.
- Біофільтр має просту конструкцію і може бути зібраний з матеріалів з мінімальним вуглецевим слідом.

Література

1.Mosheni-Bandoi A.,Elliot D.J.,Zazouli M.A. Biological nitrate removal processes from drinking water supply-a review J Environ Health Sci Eng. 2013; 11: 35. Published online 2013 Dec 19.doi:[10.1186/2052-336X-11-35](https://doi.org/10.1186/2052-336X-11-35).PMCID: PMC3880027, PMID: 24355262.

ОЧИСТКА СТИЧНИХ ВОД ПИВОВАРЕНЬ ЗА ДОПОМОГОЮ ЗЕЛЕНИХ МІКРОВОДОРОСТЕЙ *CHLORELLA VULGARIS*

Голуб Н.Б., Левтун І.І.

*Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут імені
Ігоря Сікорського» м.Київ, Україна.*

golubnb@ukr.net

Стурбованість екологічною безпекою призвела до встановленню більш жорстких норм щодо скиду стічних вод пивоварних заводів у каналізаційну мережу. Такі стічні води містять органічні сполуки, які необхідно утилізувати. Стічна вода зазвичай має високі значення ХСК ($2000-6000 \text{ мг O}_2/\text{дм}^3$) та БСК ($1200-3600 \text{ мг/дм}^3$) через наявність органічних компонентів

(цукрів, розчинного крохмалю, етанолу, летких жирних кислот). Температура стічних вод пивоварних заводів зазвичай коливається від 25° С до 38° С. Рівень рН води мінливий (3-12) і залежить від кількості та типу хімічних речовин, що використовуються для очищення та дезінфікування. Вміст загального азоту - 25-80 мг/дм³ та фосфору - 10-15 мг/дм³, показники залежать від обробки сировини та кількості дріжджів, що знаходяться в стоках [1].

Метод очищення стічних вод мікроводоростями - це новий в промисловості екологічно чистий біотехнологічний процес. Мікроводорості добре ростуть у багатих поживними речовинами середовищах, перетворюючи забруднення у корисну біомасу. Одержану біомасу можна використовувати як корм для тварин, біодобриво та відновлювальне джерело енергії.

Мікроводорості завдяки їх фотосинтетичній діяльності виділяють кисень, який утилізують бактерії у стічних водах. Мікроводорості також фіксують CO₂ шляхом засвоєння HCO₃⁻ з CO₂, що не призводить до зміни рН середовища та стабілізує його значення.

За високій концентрації нітрогену необхідно проводити додаткові стадії очищення, що ускладнює процес. Як показано на рис. 1 у випадку використання аеробних бактерій разом з *Clorella vulgaris* амоній видаляється одночасно з видаленням інших речовин і як наслідок додаткові затрати на його видалення непотрібні.

Chlorella vulgaris у стічних водах здатна знизити концентрацію азоту та фосфору до необхідних норм. Видалення низькомолекулярних органічних речовин при тривалому культивуванні складає до 95% при значному зростанні біомаси мікроводоростей. Використання *Clorella vulgaris* дозволяє зменшити вміст азоту на 78-80% та фосфору на 90-95% за той самий час за який звичайним аеробним методом вміст азоту зменшується на 45-50% при вихідній концентрації 125 г/м³ та фосфору на 52-54% при вихідній концентрації 50 г/м³. Тобто при внесенні *Clorella vulgaris* при вмісті нітрогену в стічній воді 120-130 г/м³ швидкість видалення збільшується вдвічі. Так для зменшення вмісту азоту на 98% аеробній асоціації знадобилося 4 годин, а при додаванні *Clorella vulgaris* зменшення вмісту азоту на 98% відбувалося через 2 години.

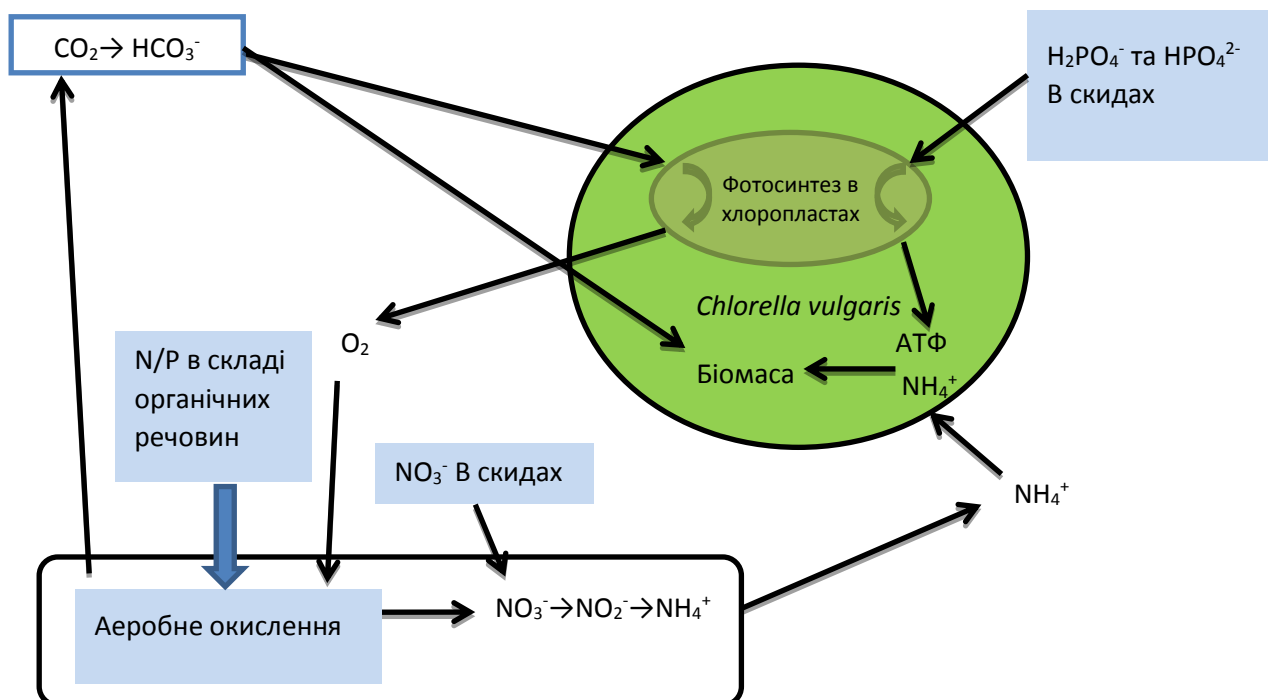


Рис.1. Взаємодія бактерій та мікроводоростей *Clorella vulgaris* при очищенні стічної води

Мікробактерії виділяють кисень як побічний продукт, який використовується аеробними бактеріями, що дає змогу знизити енерговитрати.

Clorella vulgaris також значно зменшує викиди CO₂ в атмосферу який утворюється при аеробному процесі. Також оскільки *Clorella vulgaris* у такій системі одержує вже розчинений CO₂ його засвоєння відбувається набагато активніше ніж у звичайних фотобіореакторах де його необхідно подавати у вигляді найменших бульбашок для ефективного розчинення. Завдяки такому розчиненню ефективність поглинання дуже висока і як наслідок додавання мікробактерій до аеробного процесу призводить до фіксації 183 тонн вуглекислого газу на 100 тонн біомаси. Внесення хлорели у стандартну технологію аеробного очищення дозволяє зменшити викиди CO₂ на 100-200 тонн за добу при очищенні 1000 м³ стічної води пивоварні.

Таким чином, обробка стічних вод мікробактеріями має переваги у порівнянні з стандартними методами.

1) Simate G.S., Cluett J., Iyuke S.E., Musapatika E.T., Ndlovu S., Walubita L.F., Alvarez A.E. The treatment of brewery wastewater for reuse: State of the art. Desalination. 2011;273:235–247. doi: 10.1016/j.desal.2011.02.035.

ОЧИЩЕННЯ ВОДИ ВІД ВАЖКИХ МЕТАЛІВ ПРИ ВИКОРИСТАННІ МАГНЕТИТУ

Гомеля М.Д., Трус І.М., Камаєв В.С.

Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського», Україна, м. Київ, inna.trus.m@gmail.com

Вилучення іонів міді із води із високим ступенем очищення, як і проблема очищення води від інших важких металів, є досить складною [1]. Більшість відомих методів очищення води від іонів важких металів не забезпечують необхідної ефективності їх вилучення із води. Проблема ускладнюється великими об'ємами стічних вод, що містять іони міді. Витрата води на скид в атомних електростанціях сягає 300000 – 800000 м³/добу.

Відомо, що сорбенти на основі магнетиту забезпечують ефективне вилучення іонів важких металів із води. Вони є достатньо ефективними при вилученні іонів важких металів із води в присутності іонів жорсткості. Як правило, використовують магнетит, отриманий при співвідношенні іонів заліза (II) та заліза (III) у реакційній суміші 1:2. Хоча відомо, що при збільшенні вмісту заліза (II) магнетит має більш аморфну структуру, що повинно впливати на його сорбційну здатність. Тому в даній роботі використовували магнетит при співвідношенні Fe (II)/Fe (III) як 1:2; 1:1 та 2:1 [2]. Для підвищення сорбційної ємності отриманих сорбентів при синтезі магнетиту в розчині лугу, яким обробляли суміш солей заліза (II) та заліза (III) додавали тіокарбамід, гуанідін, тісемікарбазид в концентрації 1% та сульфід натрію в концентрації 1 та 2%.

При використанні магнетиту для вилучення іонів міді з води показано, що сорбційна здатність магнетиту зростає як із підвищенням концентрації міді в розчині, так із співвідношенням $K=[Fe^{2+}]/[Fe^{3+}]$ в ряду 1:2; 1:1 та 2:1. Так при $K=1:2$ сорбційна ємність магнетиту не перевищувала 100 мг/г в усьому діапазоні вибраних концентрацій. При $K = 1:1$ сорбційна ємність магнетиту сягала 108 мг/г при сорбції із дистильованої води та 134 мг/г при сорбції із водопровідної води. При $K = 2:1$ сорбційна ємність магнетиту як у дистильованій так і водопровідній воді перевищувала 200 мг/г. Це говорить про те, що із збільшенням